

福建沿海市售海产贝类微囊藻毒素的污染状况

汪靖^{1,2}, 郑竟¹, 鄢灵君¹, 陈华¹

摘要: [目的] 调查福建沿海市售海产贝类中微囊藻毒素[MCs(MC-RR、MC-YR、MC-LR)]的污染状况。[方法] 于2015年夏季分别在福建省厦门、莆田、福州、宁德等四个沿海城市采集市售4种海产贝类(花蛤、紫贻贝、螠蛏、牡蛎)共80份,采用高效液相色谱-二极管阵列法测定海产贝类中MC-RR、MC-YR、MC-LR含量,并对不同城市海产贝类污染状况进行比较。[结果] 检测的80份海产贝类样品中,MCs的总体检出率分别为50%、69%、44%,4个地区MC-LR检出率差异有统计学意义($\chi^2=20.064$, $P<0.001$)。4个地区的海产贝类全部检出MC-YR,4个地区的螠蛏、牡蛎中均检出三种MCs。宁德地区螠蛏平均总MCs污染水平最高,为0.312 μg/g,莆田地区牡蛎平均总MCs污染水平最高,为0.316 μg/g。[结论] 福建沿海城市市售4种海产贝类存在不同程度的MCs污染。

关键词: 微囊藻毒素; 海产贝类; 高效液相色谱; 贝类污染

Pollution Status of Microcystins in Retail Marine Shellfish in Coastal Cities of Fujian WANG Jing^{1,2}, ZHENG Jing¹, YAN Ling-jun¹, CHEN Hua¹ (1. Public Health School of Fujian Medical University, Fuzhou, Fujian 350108, China; 2. Fujian Key Laboratory of Environmental Factors and Cancer, Fuzhou, Fujian 350108, China). Address correspondence to CHEN Hua, E-mail: gwyb2@fjmu.edu.cn • The authors declare they have no actual or potential competing financial interests.

Abstract: [Objective] To investigate the pollution status of microcystins [MCs (MC-RR, MC-YR, and MC-LR)] in retail marine shellfish in coastal cities of Fujian. [Methods] A total of 80 retail marine shellfish (*Venerupis philippinarum*, *Mytilus edulis*, *Sinonovacula constricta*, and *Ostrea gigas*) were sampled from four coastal cities of Fujian Province (Xiamen, Putian, Fuzhou, and Ningde) in the summer of 2015. High-performance liquid phase chromatography with diode array was used to detect MC-RR, MC-YR, and MC-LR in marine shellfish. ANOVA or rank sum test was performed to compare the pollution status in different cities. [Results] In the 80 samples of marine shellfish, the positive rates of three subtypes of microcystins (MC-RR, MC-YR and MC-LR) were 50%, 69%, and 44%, respectively. There were significant differences in the positive rate of MC-LR in the four cities ($\chi^2=20.064$, $P<0.001$). MC-YR was detected in all marine shellfish samples, and three subtypes of MCs were found in all *Sinonovacula constricta* and *Ostrea gigas* samples. Additionally, the highest average levels of MCs pollution were observed in *Sinonovacula constricta* in Ningde (0.312 μg/g) and *Ostrea gigas* in Putian (0.316 μg/g), respectively. [Conclusion] Varied levels of microcystins contamination are identified in four kinds of retail marine shellfish in Fujian coastal cities.

Key Words: microcystins; marine shellfish; high-performance liquid chromatography; shellfish contamination

蓝藻类广泛分布在自然界中,其中铜绿微囊藻所产生的具有肝毒性的微囊藻毒素(microcystins, MCs)已被确认为是引起肝癌的三大主要环境因素之一^[1]。铜绿微囊藻是淡水种类生物^[2],但自1995年首次报道铜绿微囊藻在广西廉州湾及北海银滩附近海域形

DOI: 10.13213/j.cnki.jeom.2016.16379

[基金项目]福建省中青年教师教育科研项目(编号: JA13139)

[作者简介]汪靖(1981—),男,硕士,实验师;研究方向:环境卫生学、实验技术与实验室管理;E-mail: wangjing000001@163.com

[通信作者]陈华, E-mail: gwyb2@fjmu.edu.cn

[作者单位]1.福建医科大学公共卫生学院,福建 福州 350108; 2.福建省环境因素与肿瘤重点实验室,福建 福州 350108

成赤潮后,又于2004年在廉州湾海域发生铜绿微囊藻赤潮灾害现象^[3],说明铜绿微囊藻能够在海水中大量繁殖并发生赤潮灾害。Umeshara等^[4]报道日本Isahaya海湾入海口MCs含量呈现昼夜变化,退潮时段15:00—7:00,海水中MCs浓度小于0.01 μg/L;涨潮时段17:00—19:00,海水中MCs浓度可达0.032~0.095 μg/L。胡海啸等^[5]于2013—2014年春季和夏季在深圳湾海域检出MCs的合成基因McyB,说明MCs在深圳沿岸海域有潜在性风险。而以往的国内有关MCs污染状况报道大多是研究淡水水体和淡水水产品的MCs污染^[6~8],较少有人对海产品中的MCs含量进行调查。

福建省沿海海产资源丰富,沿海地区人民群众喜食各种海产贝类,紫贻贝、花蛤、缢蛏和牡蛎等。福建省常见食用贝类均为滤食性生物,主要以海水中的藻类和浮游生物为食,被MCs污染的可能性很大。因此,为了解福建沿海常见食用贝类MCs的污染状况,本研究选取福建沿海市售海产贝类作为调查对象,采用高效液相色谱-二极管阵列法检测海产贝类中的MCs含量,为进一步研究海产品中MCs防治措施提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 样品的采集 于2015年8—9月水体MCs污染高峰期,分别在福建省厦门市、莆田市、福州市、宁德市选择5个居民采购集中的大型超市、农贸市场、海产品批发市场为采样点,每个采样点采集市售的4种海产贝类(花蛤、紫贻贝、缢蛏、牡蛎)各一份,每个城市共计采样20份。每份样品约300 g。取样后,迅速将样品置于冰盒内,并及时送回实验室放入-20℃冰箱中冷冻待检。

1.1.2 仪器与试剂 E2695高效液相色谱仪,带2998二极管阵列检测器(Waters,美国),3-18K冷冻离心机(Sigma,德国),JJ-2组织捣碎匀浆机(常州国华电器有限公司,中国),XB160M-SCS电子天平(Precisa,瑞士),Milli-Qintergral10超纯水系统(Millipore,美国),N-1001D-WD旋转蒸发仪(东京理化器械独资工厂,日本),Sep-Pak C18固相萃取柱(6cc,500mg,Waters,美国),针头式过滤器(0.22 μm,天津津腾实验设备有限公司,中国);MC-RR、LR、YR(纯度≥95%,ENZO,瑞士),甲醇(色谱纯,Merck,德国),乙腈(色谱纯,Merck,德国),三氟乙酸(色谱纯,Sigma,德国)。

1.2 色谱分析条件

色谱分析条件主要参照闫建秀等^[9]建立的水产高效液相色谱检测方法。色谱柱:Symmetry C18(4.6 mm×150 mm, 5 μm);流动相:水-乙腈(体积比67.5:32.5),水和乙腈中均含0.1%(体积分数)三氟乙酸;流量:0.8 mL/min;进样体积:10 μL;柱温:40℃;二极管阵列检测器检测范围:210~400 nm;检测波长238 nm;采样速率:20点/s。

1.3 样品处理

将贝类的可食部分剔出,匀浆后取3 g样品,加

入90%(体积分数)甲醇水溶液15 mL,充分搅拌后置于冷冻离心机4℃、12 000 r/min离心10 min(离心半径9 cm),移取上清液,剩余沉淀用100%甲醇再次抽提(方法同前),合并2次提取的上清液于42℃旋转蒸干至甲醇挥发尽,加入超纯水至约5 mL。将提取液通过已活化处理(甲醇10 mL,超纯水10 mL)的固相萃取柱,以超纯水10 mL、10%(体积分数)甲醇水溶液10 mL先后分别淋洗萃取柱去除杂质,用含0.1%(体积分数)三氟乙酸的甲醇10 mL将MCs洗脱至旋蒸烧瓶内,于42℃旋转蒸干后用甲醇定容至1 mL,经0.22 μm针头式过滤器过滤,24 h内进行检测。

1.4 标准曲线的制作

取MC-RR、MC-YR、MC-LR标准品用甲醇配制成浓度为100 μg/mL的储备溶液,临用前取一定量的MC-RR、MC-YR、MC-LR,三者分别配成0.1、0.2、0.5、1.0、2.0、5.0 μg/mL系列标准溶液。

1.5 质量控制

选取经液相色谱测定不含MCs的花蛤作为空白样,称取9份空白样品,每份3 g,分别添加MC-RR、MC-YR、MC-LR混标0.3、0.5、2 μg,每组加标样品平行3份,按“1.3”方法制备后,进行测定,考察3种MCs标准品的加标回收率和相对标准偏差。

1.6 统计学分析

运用Stata 13.0软件进行统计分析。率的比较采用χ²检验。对于定量资料,低于检出限的数据按检出限的1/2进行统计^[10]。组间差异的比较采用Kruskal-Wallis非参数检验,各因素间两两比较采用秩变换后,运用Scheffe法进行两两比较分析。检验水准α=0.05。

2 结果

2.1 仪器分析条件的选择

2.1.1 检测波长和流动相的选择 如图1所示,通过对MCs(MC-RR、MC-YR、MC-LR)光谱特征的比较,确定MC-RR和MC-LR的最大吸收波长均为238.4 nm,MC-YR的最大吸收波长为231.3 nm,故将检测波长设置为238 nm。此波长下甲醇的吸收大于乙腈,使得甲醇-水体系信噪比较小,因此选择乙腈-水为流动相对标准溶液进行分离。对贝类提取液进行测定过程中发现在3.0~4.0 min时基质的干扰较大,故选择将流动相中水相的比例增大至67.5%,使目标化合物的保留时间向后推移以避开共流出物的干扰。

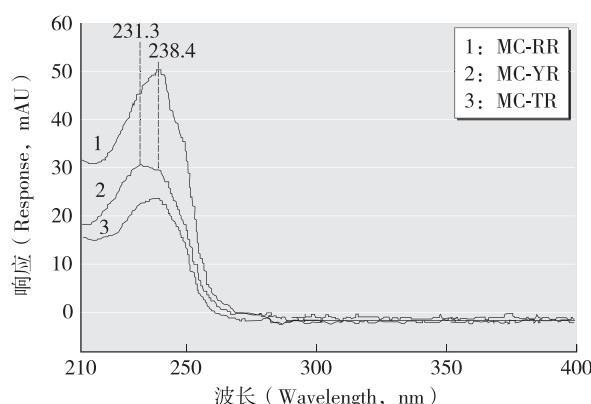


图1 3种MCs的光谱特征

Figure 1 Spectral characteristics of three kinds of microcystins

2.1.2 定性定量分析 参照何易等^[11]的基质匹配法对MCs进行定性，以克服基质干扰，结果如图2所示。在基质匹配定性的基础上通过外标法分别考察添加基质空白前后不同标准曲线下的检测结果，其加标回收率差值小于5%，说明本方法中样品基质对MCs测定的基质效应较弱。

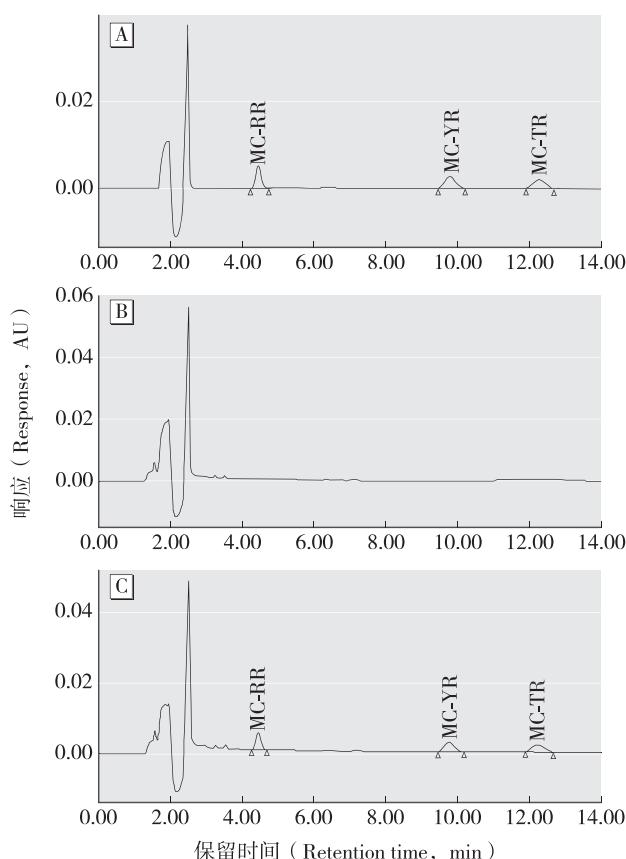


图2 3种MCs的标准品(A)、基质空白(B)、基质匹配(C)的色谱图

Figure 2 Chromatogram of standard (A), matrix blank (B), and matrix matching (C) of three kinds of microcystins

2.1.3 线性关系与检出限 在上述色谱条件下对系列标准溶液进行测定，如表1所示，本法在0.1~5.0 μg/mL范围内线性关系良好。以3倍信噪比(S/N)计算得实际样品中MCs(MC-RR、MC-YR、MC-LR)的检出限分别为10.0、13.3、16.7 ng/g。

表1 方法的线性范围、回归方程、相关系数和检出限

Table 1 Linear range, regression equation, correlation coefficient, and detection limit of the study

目标物 MCs	线性范围 (μg/mL) Linear range	回归方程 Regression equation	相关系数 Correlation coefficient	检出限(ng/g) Limit of detection
MC-RR	0.10~5.00	$\hat{y}=541.22x+13949.83$	0.9991	10.0
MC-YR	0.10~5.00	$\hat{y}=1832.17x+21818.08$	0.9985	13.3
MC-LR	0.10~5.00	$\hat{y}=-1359.26x+25421.30$	0.9983	16.7

2.1.4 回收率与精密度 选取经液相色谱测定不含MCs的花蛤作为空白样，称取9份空白样品，每份3 g，分别添加MC-RR、MC-YR、MC-LR混标0.3、0.5、2.0 μg，每组加标样品平行3份，按“1.3”方法制备后，进行测定，考察该方法在0.10、0.17、0.67 μg/g三个浓度下的回收率和相对标准偏差(relative standard deviation, RSD)，结果见表2。

表2 3种MCs的回收率及相对标准偏差(%)(n=3)

Table 2 Recovery rate and relative standard deviation of three kinds of microcystins

目标物 MCs	0.10 μg/g		0.17 μg/g		0.67 μg/g	
	回收率 Recovery rate	RSD	回收率 Recovery rate	RSD	回收率 Recovery rate	RSD
MC-RR	111.4	6.1	86.2	3.6	101.2	7.6
MC-YR	109.1	6.9	101.3	6.4	96.1	1.9
MC-LR	106.3	1.8	86.4	2.7	83.7	5.4

2.2 福建沿海市售海产贝类MCs污染情况

2.2.1 MCs检测结果 由表3可见，3类MCs亚型在不同地区及不同贝类中的污染情况不同。MC-LR最高检出值为0.189 μg/g湿重(厦门紫贻贝)；MC-RR最高检出值为0.213 μg/g湿重(宁德牡蛎)；MC-YR最高检出值为0.195 μg/g湿重(宁德花蛤)。宁德地区缢蛏和花蛤平均总MCs污染水平最高，分别为0.312 μg/g湿重和0.186 μg/g湿重；莆田地区牡蛎平均总MCs污染水平最高，为0.316 μg/g湿重；厦门地区紫贻贝平均总MCs污染水平最高，为0.222 μg/g湿重。

MC-YR为福建沿海最常见污染亚型，在4个地区的海产贝类中均能检出。不同地区花蛤MC-YR的中位数差异具有统计学意义(Kruskal-Wallis非参数

检验, $H=9.340$, $P=0.025$), 其中厦门地区花蛤 MC-YR 污染水平高于福州地区(Scheffe 法两两比较, $P=0.024$); 不同地区牡蛎 MC-YR 的中位数差异也具有统计学意义(Kruskal-Wallis 非参数检验, $H=8.271$, $P=0.04$), 其中厦门地区牡蛎 MC-YR 污染水平高于宁德地区(Scheffe 法两两比较, $P=0.031$)。

MC-YR 在花蛤中的积累量相对较高。厦门地区花蛤 MC-YR 污染水平高于紫贻贝(Scheffe 法两两比较, $P=0.003$); 宁德地区花蛤 MC-YR 高于紫贻贝(Scheffe 法两两比较, $P=0.009$)。

MCs 其余 2 种亚型含量在不同地区的贝类中未见统计学差异。

表 3 福建沿海市售海产贝类 MCs 检测结果($\mu\text{g/g}$)

Table 3 Detection results of microcystins in retail marine shellfish in Fujian coastal cities

贝类 Shellfish	采样点 Sampling site	n	MC-RR		MC-YR		MC-LR	
			中位数 Median	检出范围 Detection range	中位数 Median	检出范围 Detection range	中位数 Median	检出范围 Detection range
花蛤 <i>Venerupis philippinarum</i>	厦门(Xiamen)	5	ND	ND	0.130*	0.032~0.160	0.055	ND~0.090
	莆田(Putian)	5	0.061	ND~0.082	0.038	0.028~0.108	ND	ND
	福州(Fuzhou)	5	ND	ND	0.035	ND~0.069	ND	ND
	宁德(Ningde)	5	0.051	ND~0.067	0.074	0.059~0.195	0.061	ND~0.089
	合计(Subtotal)	20	0.051	ND~0.082	0.070	ND~0.195	0.062	ND~0.090
紫贻贝 <i>Mytilus edulis</i>	厦门(Xiamen)	5	0.126	ND~0.145	0.012	ND~0.023	0.084	0.052~0.189
	莆田(Putian)	5	0.065	0.042~0.132	0.081	ND~0.193	ND	ND
	福州(Fuzhou)	5	ND	ND	0.060	ND~0.078	ND	ND
	宁德(Ningde)	5	0.115	ND~0.155	0.012	ND~0.024	ND	ND
	合计(Subtotal)	20	0.090	ND~0.155	0.046	ND~0.193	0.084	ND~0.189
缢蛏 <i>Sinonovacula constricta</i>	厦门(Xiamen)	5	0.058	ND~0.153	0.061	ND~0.078	0.066	ND~0.108
	莆田(Putian)	5	0.031	0.018~0.056	0.133	ND~0.182	0.031	ND~0.061
	福州(Fuzhou)	5	0.059	0.033~0.124	0.067	0.049~0.127	0.074	ND~0.099
	宁德(Ningde)	5	0.077	ND~0.153	0.126	ND~0.159	0.109	ND~0.156
	合计(Subtotal)	20	0.053	ND~0.153	0.089	ND~0.182	0.070	ND~0.156
牡蛎 <i>Ostrea gigas</i>	厦门(Xiamen)	5	0.104	ND~0.121	0.071*	0.045~0.108	0.047	0.028~0.065
	莆田(Putian)	5	0.190	ND~0.204	0.057	ND~0.073	0.069	ND~0.105
	福州(Fuzhou)	5	0.082	ND~0.124	0.050	ND~0.054	0.096	ND~0.114
	宁德(Ningde)	5	0.107	ND~0.213	0.043	ND~0.045	0.054	ND~0.084
	合计(Subtotal)	20	0.121	ND~0.213	0.054	ND~0.108	0.063	ND~0.114
合计(Total)	4地(Four cities)	80	0.077	ND~0.213	0.068	ND~0.195	0.065	ND~0.189

[注] ND 表示未检出, 低于检出限的数据按检出限的 1/2 进行统计。*: 厦门地区与福州地区比较, $P<0.05$; #: 厦门地区与宁德地区比较, $P<0.05$ 。各因素间两两比较采用秩变换后, 运用 Scheffe 法进行两两比较。

[Note] ND means not detected; the data below the detection limit is processed by applying 1/2 detection limit. *: Comparison between Xiamen and Fuzhou, $P<0.05$; #: Comparison between Xiamen and Ningde, $P<0.05$. Pair-wise comparison among groups are analyzed by Scheffe method after rank transformation.

2.2.2 MCs 检出率 由表 4 可见, 80 份样品中, 35 份样品检出 MC-LR, 检出率为 44%; 40 份样品检出 MC-RR, 检出率为 50%; 55 份样品检出 MC-YR, 检出率为 69%。厦门海产贝类 MC-LR 检出率最高, 达 85%; 4 个地区 MC-LR 检出率比较, 差异有统计学意

义($\chi^2=20.064$, $P<0.001$)。厦门分别与莆田、宁德、福州比较, MC-LR 检出率差异均有统计学意义(均 $P<0.01$); 各地区之间海产贝类 MC-RR 和 MC-YR 检出率差异无统计学意义($P>0.05$)。3 类 MCs 的总体检出率为: MC-LR<MC-RR<MC-YR。

表4 福建沿海不同地区市售海产贝类MCs检出率(%)

Table 4 Positive rates of microcystins of retail marine shellfish in Fujian coastal cities

采样点 Sampling site	样品数(n) Sample number	MC-RR		MC-YR		MC-LR	
		检出数(n) Detected number	检出率(%) Detection rate	检出数(n) Detected number	检出率(%) Detection rate	检出数(n) Detected number	检出率(%) Detection rate
厦门(Xiamen)	20	9	45	14	70	17	85*
莆田(Putian)	20	14	70	17	85	4	20
福州(Fuzhou)	20	8	40	11	55	6	30
宁德(Ningde)	20	9	45	13	65	8	40
合计(Total)	80	40	50	55	69	35	44

[注]*: 厦门地区与其他地区比较, $P < 0.01$ 。

[Note]*: Comparison between Xiamen and other three cities, $P < 0.01$.

3 讨论

MCs是淡水产毒蓝藻(铜绿微囊藻、鱼腥藻、颤藻、念珠藻等)的次级代谢产物,目前已发现90余种毒素亚型,最常见的为MC-LR、MC-RR和MC-YR。MCs是一类毒性很强的生物毒素,其分布广泛,危害严重,已成为全球性环境问题^[12]。已有研究资料显示,MCs可在淡水水生植物、螺类、贝类、鱼、虾等多种水产品中积累,进入人类食物链或食物网,间接危害人类健康^[12-13]。Miller等^[14]报道,淡水蓝藻水华及其产生的MCs能够经陆地径流转移到近海海域,污染海洋无脊椎动物(如贝类)并经食物链传递,导致海洋哺乳动物(海獭)中毒死亡。许多海洋贝类同时也是沿海居民的传统食物,因此海洋MCs污染对人类健康也是不容忽视的威胁。

当水体发生有毒蓝藻水华时,贝类由于其滤食特性,更易暴露于MCs的风险之中。研究表明贝类能积累高浓度的MCs。Williams等^[15]在产毒铜绿微囊藻水华中放养贻贝,16 d后发现,该贝类能富集MCs浓度达10.5 μg/g干重,最高富集浓度可达到16 μg/g干重。Preece等^[16]调查发现,在海水中MCs浓度低于检测限的情况下,其中的紫贻贝中仍可检测出一定量的MCs,说明紫贻贝能够富集海水中的MCs。Miller等^[14]将蛤蜊、贻贝、牡蛎和海螺暴露于模拟天然微囊藻水华污染的海水水箱中,发现这些海洋贝类对MCs具有很强的生物富集效应,暴露24 h和48 h后其胃肠组织中MC-LR含量比其周围海水高出107倍,最高可达1.324 μg/g湿重。

夏秋季是天然微囊藻水华高发期,一般7—9月份MCs污染达到峰值^[17]。因此本次调查选择8、9月份进行。调查发现,福建沿海市售常见的4种海产贝类中均存在MCs污染,MC-LR、MC-RR、MC-YR的总体检出率分别为44%、50%、69%。莆田地区牡蛎总MCs

平均污染水平0.316 μg/g湿重,与Takahashi等^[18]报道Isahaya海湾野生牡蛎MCs最高含量0.37 μg/g湿重相近;厦门紫贻贝平均总MCs污染水平0.222 μg/g湿重,与De Pace.R报道^[19]意大利南部亚得里亚海岸地区养殖的地中海贻贝中MCs含量0.256 μg/g湿重相近。Sedda等^[20]于2015年夏秋季采用ELISA法监测意大利撒丁岛沿岸2个地区小圆蛤MCs污染水平,最高值分别为0.55 ng/g湿重和0.85 ng/g湿重,远远低于我们的检测结果。MC-YR污染在本次调查的海产贝类中分布最广,4个地区的海产贝类中全部检出MC-YR,而Preece等^[16]报道,在美国普及特海湾紫贻贝中仅检出MC-LA亚型。不同MCs亚型在不同水生生物体内积累水平因水生生物种群、摄食方式、代谢解毒能力、季节、水体营养状态及各种环境因素不同而表现出较大的变异性,目前尚无明确的规律可循。关于福建海产贝类中MCs的污染来源、形成原因、时空分布、积累规律及在海洋食物网中传播路径等问题有待后续进一步深入调查研究。

目前,MCs污染海洋水产品对人类健康造成的潜在威胁尚未引起足够的重视。建议进一步开展以下工作:加强对海洋水产品MCs污染的监测,研究MCs在海洋底栖动物体内的富集以及通过食物网传播情况,评估海产贝类的食用安全性,制定其在水产品中的限量标准,降低其可能对人类健康造成的威胁。

·作者声明本文无实际或潜在的利益冲突。

参考文献

- [1]胡志坚.微囊藻毒素毒性及其致癌机制[D].福州:福建农林大学, 2009.
- [2]胡鸿钧,李尧英,魏印心,等.中国淡水藻类[M].上海:上海科学技术出版社, 1980: 11-12.

- [3]邱绍芳, 赖廷和, 庄军莲.涠洲岛南湾港海域发生铜绿微囊藻赤潮实例分析[J].广西科学, 2005, 12(4): 330-333.
- [4]Umeshara A, Komorita T, Tai A, et al. Short-term dynamics of cyanobacterial toxins(microcystins) following a discharge from a coastal reservoir in Isahaya Bay, Japan[J]. Mar Pollut Bull, 2015, 92(1/2): 73-79.
- [5]胡海啸.基于微生物群落特征的海岸带生境诊断方法研究[D].哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2014.
- [6]丁新良, 何恩奇, 钮伟民, 等.太湖水体中微囊藻毒素-LR污染状况调查[J].现代预防医学, 2012, 39(17): 4375-4377.
- [7]蒲朝文, 李恒, 张仁平, 等.三峡库区水及鱼体中微囊藻毒素污染现状[J].职业与健康, 2011, 27(7): 804-805.
- [8]刘萍, 李雪, 周伟杰.微囊藻毒素在水产品中的积累规律研究[J].中国食品卫生杂志, 2012, 24(2): 189-192.
- [9]闫建秀, 虞锐鹏, 汤坚, 等.固相萃取-反相高效液相色谱法检测太湖螺蛳中微囊藻毒素[J].食品与机械, 2008, 24(5): 92-95.
- [10]宫春波, 王朝霞, 孙月琳, 等.食品安全风险监测数据统计处理常见问题探讨[J].中国食品卫生杂志, 2013, 25(6): 575-578.
- [11]何易, 宋允雪, 虞聪聪, 等.高效液相色谱-二极管阵列检测器测定水中5种微囊藻毒素[J].中国卫生检验杂志, 2013, 23(7): 1686-1689.
- [12]谢平.蓝藻水华及其次生危害[J].水生态学杂志, 2015, 36(4): 1-13.
- [13]薛庆举, 苏小妹, 谢丽强.蓝藻毒素对底栖动物的毒理学研究进展[J].生态学报, 2015, 35(14): 4570-4578.
- [14]Miller MA, Kudela RM, Mekebri A, et al. Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin(microcystin) transfer from land to sea otters[J]. PLoS One, 2010, 5(9): e12576.
- [15]Williams DE, Dawe SC, Kent ML, et al. Bioaccumulation and clearance of microcystins from salt water mussels, *Mytilus edulis*, and *in vivo* evidence for covalently bound microcystins in mussel tissues[J]. Toxicon, 1997, 35(11): 1617-1625.
- [16]Preece EP, Moore BC, Hardy FJ. Transfer of microcystin from freshwater lakes to Puget Sound, WA and toxin accumulation in marine mussels(*Mytilus trossulus*)[J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2015, 122(1): 98-105.
- [17]刘敏, 殷浩文.江南某城市饮用水中微囊藻毒素调查及初步健康风险评价[J].环境与职业医学, 2013, 30(12): 893-898.
- [18]Takahashi T, Umehara A, Tsutsumi H. Diffusion of microcystins(cyanobacteria hepatotoxins) from the reservoir of Isahaya Bay, Japan, into the marine and surrounding ecosystems as a result of large-scale drainage[J]. Mar Pollut Bull, 2014, 89(1/2): 250-258.
- [19]De Pace R, Vita V, Bucci MS, et al. Microcystin contamination in sea mussel farms from the Italian southern adriatic coast following cyanobacterial blooms in an artificial reservoir[J]. J Ecosyst, 2014, 2014: 374027.
- [20]Sedda T, Baralla E, Varoni MV, et al. Determination of microcystin-LR in clams(*Tapes decussatus*) of two Sardinian coastal ponds(Italy)[J]. Mar Pollut Bull, 2016, 108(1/2): 317-320.

(收稿日期: 2016-05-12)

(英文编辑: 汪源; 编辑: 王晓宇; 校对: 洪琪)